

Tartu Ülikool
Loodus- ja täppisteaduste valdkond
Ökoloogia ja Maateaduste instituut
Botaanika osakond

Annabel Runnel

**METSADE MAASTIKULISE STRUKTUURI JA
JÄRJEPIDEVUSE MÕJU ELURIKKUSELE**

Bakalaureusetöö
Ökoloogia ning elustiku kaitse
12 EAP

Juhendaja: vanemteadur Aveliina Helm

Tartu 2018

Metsa maastikulise struktuuri ja järjepidevuse mõju elurikkusele

Bakalaureusetöö eesmärgiks oli anda ülevaade sellest, kuidas elurikkuse kujunemist ja säilimist mõjutab metsade maastikuline struktuur – metsaalade vaheline sidusus ning elupaiga olemasolu ajas ja ruumis. Metsamajanduse planeerimine maastikulisel skaalal on oluline säilitamiseks metsaga seotud liikide hea levik killustunud maastikes ja ökoloogiliselt väärtuslikud elupaigad. Töös uuriti Lõuna-Eestis paiknevate 100 metsaala näitel, kuidas mõjutab ajalooline kui ka tänapäevane metsade pindala tänapäevast soon- ja sammaltaimede elurikkust.

Märksõnad: maastikustruktuur, mets, elupaikade fragmenteerumine, järjepidevus, sisserändeviive, elurikkus

CERCS teadusalad: B270 Taimeökoloogia

Impact of forest landscape structure and continuity on biodiversity

The aim of the bachelor thesis was to give an overview about how forest landscape structure, connectivity of forest patches and the availability of suitable habitat in time and space affect the formation and conservation of biodiversity. To preserve the dispersal of forest species in fragmented landscapes and ecologically valuable forest habitats it is important to plan forest management at regional scale. Study investigates 100 forest areas in southern Estonia, to find out how the historical and present forest area affects vascular plant and bryophyte species richness.

Keywords: landscape structure, forest, habitat fragmentation, continuity, colonization credit, biodiversity

CERCS research fields: B270 Plant ecology

Sisukord

Sissejuhatus	4
1. Euroopa ja Eesti metsade dünaamika ajas ja ruumis.....	5
1.1. Euroopa	5
1.2. Eesti.....	7
2. Euroopa metsade elurikkuse seisund.....	9
2.1. Eesti metsade elurikkus.....	10
3. Metsa maastikuline struktuur	11
3.1. Elupaikade killustumine	11
3.2. Uute metsaalade liigirikkuse kujunemine	14
4. Metsa järjepidevus.....	16
4.1 Järjepidevus maastiku skaalal	17
5. Uurimuslik osa	19
5.1. Uurimusliku osa sissejuhatus	19
5.2. Materjal ja metoodika.....	20
5.3. Tulemused	22
5.4. Arutelu.....	26
Kokkuvõte	28
Summary	29
Tänuavaldused.....	30
Kasutatud allikad.....	31
Internetiallikad	35

Sissejuhatus

Euroopa ning Eesti metsade pindala on kasvanud, kuid samal ajal on metsamajanduse tõttu ohustatud liikide arvukus langemas (Kohv, 2009; European Environment Agency, 2016). Metsaliikide arvukus on langemas eelkõige metsamajanduslike meetodite tõttu, mille kasutusel ei saa majandatavates metsades elurikkust toetavad metsaökosüsteemi tunnused piisaval määral välja areneda (Esseen *et al.*, 1997; Forest Europe, 2015). Eelnevalt põllumajandusmaana kasutatud alale kasvanud metsad arenevad enne looduslike metsadega liigirikkuselt võrdseks saamist mitu metsapõlvkonda ja erinevad mitmeid sajandeid järjepidevalt kasvanud metsaaladest (Humphrey, 2005). Looduslike ja vanade metsade pindala on väike ja vähenemas ning elurikkuse säilimiseks on vaja, et ka majandusmets toetaks liigirikkust (Bengtsson *et al.*, 2000). Kuna elanikkonna arv on kasvamas ning tulevikus on oodata metsade suuremat killustumist ning suureneva puidunõudluse tõttu olemasolevate majandusmetsade kvaliteedi langust, on liigirikkuse säilimiseks oluline leida sellised metsamajandusmeetodid, mis suurendavad liikide koloniseerimisvõimalusi põllumaale kasvanud esimese ja teise põlvkonna metsadesse.

Selles töös käsitletakse metsade maastikulise struktuuri olulisust elurikkuse säilimisele ja kujunemisele. Vaadatakse, kuidas mõjutab liikide koloniseerimisvõimet ja arvukust sidusus metsaelupaikade vahel ning kui oluline on sobiliku metsaelupaiga hulk ruumis ja ajas ümbritsevas maastikus elurikkuse säilimiseks.

Lõuna-Eestis paikneva 100 metsaala näitel uuritakse, kuidas mõjutab ümbritseva ajaloolise kui ka tänapäevase metsa pindala tänapäevast soon- ja sammaltaimede elurikkust. Saadud tulemuste alusel võib näha, kas ja kuidas on mõjutanud Eesti metsamaa pindala suurenemine elurikkust ning antakse soovitusi, kuidas muutuva maastikustruktuuri juures saaks elurikkust säästvalt metsa majandada.

1. Euroopa ja Eesti metsade dünaamika ajas ja ruumis

1.1. Euroopa

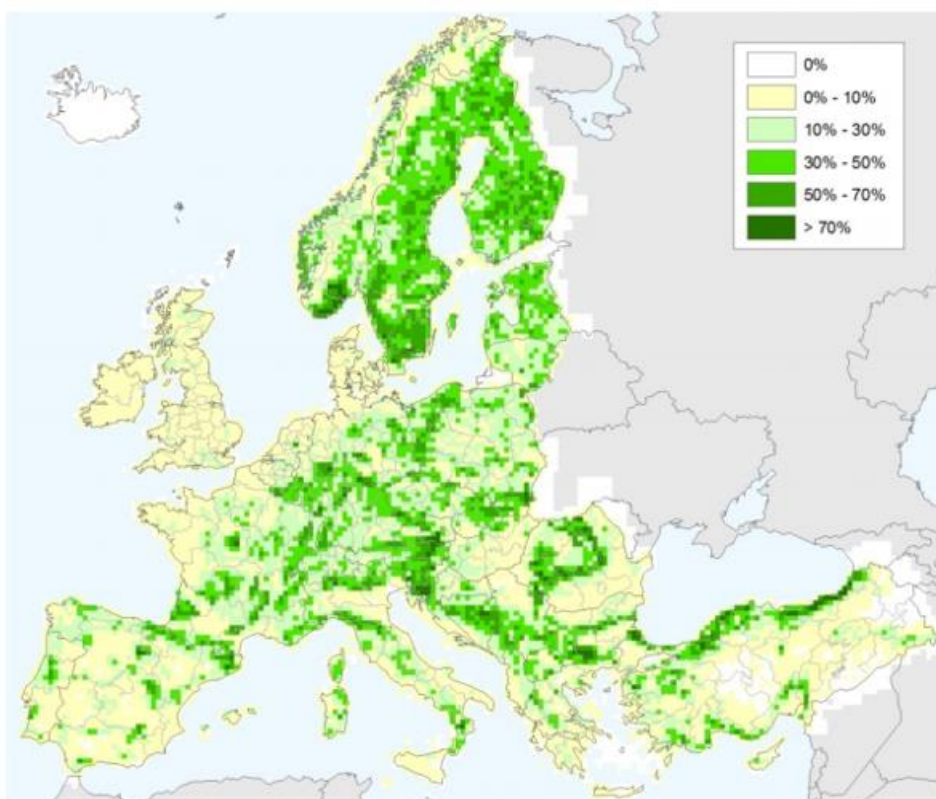
20. sajandi alguseks olid Euroopast sajanditepikkuse intensiivse metsaraie tagajärjel kadunud suured looduslikud metsaalad. Peale Teist Maailmasõda hakkas nõudlus puidu järele suurenema ning algasid mitmed taasmetsastamise programmid üle Euroopa. Samuti hakkasid endised põllumaad metsastuma ning nende tegurite tulemusel oli aastaks 2010 Euroopa metsasus võrreldes 20. sajandi algusega suurenenud kolmandiku võrra ning põllumaa pindala vähenenud 14% (Fuchs, 2015).

Metsamaa pindala on praeguseni suurenenud, kuid tõusutrend on langemas. Metsamaa moodustab 2015. aasta seisuga 33% (üle 215 mln ha) Euroopa pindalast, sealjuures metsamaa on ebavõrdselt jaotunud, olles ülekaalukam Põhja-Euroopas. Sellest tulenevalt moodustavad okasmetsad 45%, lehtmetsad 36% ja segametsad 19% Euroopa metsamaast (Forest Europe, 2015).

Metsade looduslikkust on hinnatud kolme kategooria järgi, mille alusel jaotuvad metsad looduslikeks, poollooduslikeks ja istandusteks. Looduslikud metsad on kõrge kaitseväärtusega ja inimtegevusest puutumata ning moodustavad Euroopa metsamaast vaid 3% (7,3 mln ha). Selliseid metsi iseloomustavad looduslik ning erivanuseline puukooslus, suur surnud puidu osakaal ja looduslik arengutsüklid. Enamikes riikides on looduslike metsade osakaal alla 1% ja tavaliselt asuvad need raskelt ligipääsetavates paikades, kus metsamajandamine on keeruline. Poollooduslikud metsad, mis on majandatavad, kuid omavad osaliselt loodusliku metsaökosüsteemi tunnuseid, moodustavad 87% (174 mln ha) Euroopa metsamaast ja aastatel 1990–2010 on nende osakaal suurenenud 11,8 mln ha võrra. Poollooduslikeks peetakse ka metsasid, mis on varem olnud istandused, kuid on mõnda aega majandamisest kõrvale jäänud ning saanud looduslikult areneda. Istandused, mis on kasvatatud istikutest või seemnetest, intensiivselt majandatavad, lühikese raieringiga ning ühevanuselise puukoosseisuga, moodustavad Euroopa metsamaast 9% (20 mln ha) ja aastast 1990 on nende pindala tõusnud 3,8 mln ha võrra. Istandusi on enim saartel – Islandil, Iirimaa ja Suurbritannias, kus metsamajandus on olnud väga intensiivne (Forest Europe, 2015).

Kaitsealade moodustamine on Euroopas põhiline looduskaitsemeetod. Kaitse all olevad alad moodustavad 19,4% (47,2 mln ha) Euroopa metsamaast, millest 7,2 mln ha on mõeldud maastiku (maastikulise mitmekesisuse, kultuuri, esteetiliste ning ajalooliste väärtuste) kaitseks ja ülejäänud bioloogilise mitmekesisuse kaitseks. Viimase 15 aasta jooksul on kaitstavate metsade hulk suurenenud 0,5 mln ha võrra (Forest Europe, 2015). Biolowieza ürgmets Poolas ja Valgevenes on ainus säilinud osa kunagisest Euroopat katnud massiivsest metsast (European Environment Agency, 2016).

Kõrge killustatus (maastikes on vähem kui 30% metsadest sidusad) iseloomustab 70% Euroopa Liidu metsamaast (Joonis 1). Aastatel 2000–2012 on kõrgelt killustunud metsade osakaal maastikes jäänud kas samaks või piirkonniti suurenenud (European Environment Agency, 2016).



Joonis 1. Sidusa metsamaa osakaal Euroopas 2006. aastal 25 x 25 km ruutudes. Sidusust hinnati liikidele, kelle keskmine levimiskaugus on 1km. Ilma metsamaata ruutudes on väärtuseks 0, maksimaalselt ühendatud metsadega ruutudes on väärtuseks 100 (Estreguil *et al.*, 2012).

1.2. Eesti

Eesti metsasust saab enne 19. sajandi keskpaika iseloomustada vaid hinnanguliselt. Eesti metsasus moodustab 17. sajandist pärineva kaardimaterjali põhjal 1/3 maismaa pindalast, sealhulgas metsamaana polnud arvestatud võsa ning liigniiskete metsade ja soode hulk oli tõenäoliselt ülehinnatud. Seitsmeteistkümnenda sajandi alguses oli välja kujunenud sarnane metsade paiknemine, nagu on tänapäeval. Metsade pindala hakkas vähenema, sest elanikkonna kasvuga kaasnes suurem nõudlus põllumajandusmaa järgi. 19. sajandi keskpaigas moodustas metsamaa 25–29% maismaast. Peale 1939. aastal tehtud põllumajandusloendust suurenes metsamaa hulk 33%-le, sest metsamaana võeti arvesse ka 30% puistuosakaaluga maad, näiteks karjatatavad metsad ja võsa, nii nagu ka tänapäeval. Tõenäoliselt on 1930ndatest pärit hinnang väikseim metsasuse protsent, mis Eesti alal kunagi olnud on. Eesti NSV ajal jäeti põllumaadest välja palju ääremaid ning ebasobilikke alasid, mis kuhu istutati mets või mis ise taasmetsastusid. Selle tulemusel hakkas metsasuse protsent kasvama, olles 1975. aastaks 39% ning taasiseseivumise alguseks juba 43% (Meikar, 2015).

2017. aasta seisuga moodustab metsamaa 51,4% kogu Eesti pindalast, kattes 2,33 miljonit hektarit, sealhulgas metsaga metsamaa on sellest 2,15 mln ha. Poollooduslikud metsad moodustavad enamuse meie metsadest – peaaegu 98%. Loodusmetsad moodustavad metsamaast vaid 2% ning istandused 0,2% (Keskkonnaagentuur, 2018). Puistute keskmine vanus on 55 aastat ja üle 100 aastased metsad moodustavad metsamaast 6,3% (Keskkonnaagentuur, 2017b).

Kogu metsamaast on meil kaitse all 25,6%, millest 13,1% on range kaitse all ja ülejäänud majandusliku piiranguga metsad. Ülejäänud metsamaa on majanduspiiranguta (Keskkonnaagentuur, 2018). Kaitse all olevad metsad paiknevad killustunult üle Eesti, 72% rangelt kaitstavatest metsaaladest paikneb väiksemate kui 1 km² suuruste laikudena, 21% 10–100 ha ning 6,5% 1–10 ha suuruste laikudena. Rangelt kaitstavad metsad on vaid ühe kolmandikuga Eesti metsamaast ühenduses (1 km² pindalaga kaitstud metsade ümber on 290 000 ha ja 10–100 ha metsade ümber umbes 260 000 ha riigi metsamaast), mis pole isegi hea levimisvõimega liikidele piisav. Metsamajanduse intensiivistudes jäävad kaitsealade vahelised majandatavad metsaalad väiksemaks, mille tõttu jäävad kaitsealad isoleerituks ja majandusmets ei toeta liikide säilimist (Lõhmus, 2016).

Eestis kehtiva metsaseaduse (2016) §23 lg 2 nimetab vääriselupaigaks (VEP) ala metsas, kus kitsalt kohastunud, ohustatud, ohualdiste või haruldaste liikide esinemise tõenäosus on suur. VEPid, mis kuuluvad rangelt kaitstavate metsade alla, moodustavad 0,3% metsamaast ning nende pindala on viimastel aastatel vähenenud. Osalt selle tõttu, et nendest on moodustatud kaitsealasid kuid ka selle pärast, et puistuid on maha raiutud. Viimati tehti vääriselupaikade inventuur aastatel 1999–2002 (Keskkonnaagentuur, 2017a), mistõttu vajaksid VEP-id üleinventeerimist.

2. Euroopa metsade elurikkuse seisund

Euroopas esineb erinevaid metsatüüpe, arktilistest kuni vahemere äärsete küpressi ja oliivimetsadeni. Puuliikide arvukus kasvab lõuna suunas, boreaalsetes metsades on peapuuliigid kuusk ja mänd ning esineb rohkem ühe peapuuliigiga metsasid, samas mandri Euroopas on domineerivad laialehised metsad, mis on küll osaliselt asendunud okaspuuistandikega (Puumalainen *et al.*, 2003). Eesti asub geobotaaniliselt põhjapoolkera parasvöötme metsavööndi salu-okasmetsade ehk segametsade allvööndi põhjaosas, kus iseloomulikeks taimekooslusteks on salu-okasmetsad (Paal, 1997).

Segametsavööndis levivad olenevalt mullaviljakusest ja niiskustingimustest nii okaspuu- kui lehtpuuenamusega metsa. Domineerivateks liikideks on sõltuvalt keskkonnatingimustest harilik mänd (*Pinus sylvestris*), harilik kuusk (*Picea abies*), sookask (*Betula pubescens*), arukask (*Betula pendula*), sanglepp (*Alnus glutinosa*) kui ka laialehised lehtpuud näiteks harilik saar (*Fraxinus excelsior*), harilik jalakas (*Ulmus glabra*), harilik pärn (*Tilia cordata*) ning harilik tamm (*Quercus robur*) (Esseen *et al.*, 1997; Paal, 1997). Metsamaastikus esinev heterogeensus võimaldab segametsavööndis elada nii okas- kui ka lehtmetsa liikidel (Nilsson *et al.*, 2001).

Kuigi viimase sajandi jooksul on metsa osakaal Euroopas suurenenud, ei tähenda see metsaliikide arvukuse tõusu, sest pindala tõus on enamasti tingitud endiste põllumaade metsastumisest (European Environment Agency, 2016), kuhu arenevad metsad pakuvad vana metsa liikidele elupaika alles 100-300 aasta jooksul (Humphrey, 2005). Loodusmetsade pindala on tehnoloogia arengu ja suureneva ressursikasutuse tõttu viimase sajandi jooksul tugevalt vähenenud (Bengtsson *et al.*, 2000) ning majandusmetsades on loodusmetsades esinevate ja elurikkust toetavate iseloomulike tunnuste osakaal väiksem (Esseen *et al.*, 1997). Näiteks iseloomustab pikaajaliselt majandatud Euroopa metsi suhteliselt väike surnud puidu maht, sest metsadel ei lasta areneda hilise suktessioonifaasideni. Seega on paljud kõdupuidust sõltuvad liigid ohustatud ning kõdupuidu osakaalu suurendamine metsades on üks liigirikkuse suurendamise meetodeid (Forest Europe, 2015). Tulevikus suurenev nõudlus põllumaa järgi võib veelgi vähendada metsade kvaliteeti ning muuta metsamaastiku killustatumaks (European Environment Agency, 2016). Sellepärast on oluline tuvastada, kuidas tagada metsade elurikkuse säilimine muutunud maastikes.

Loodusmetsal on kõrge looduskaitse väärtus ning selle eristamiseks tavalisest metsast on seatud kindlad kriteeriumid (Keskkonnaagentuur, 2017a). Üldiselt on vanadele ja looduslikele metsadele iseloomulik erivanuseline ja -liigiline puukoosseis, suur surnud puidu osakaal, suurte ja õõnsustega puude olemasolu, looduslik suksessioon ja häiringurežiim (Esseen *et al.*, 1997; Nilsson *et al.*, 2001). Vanadele metsadele iseloomulik struktuur loob võimalused suurema liigirikkuse esinemiseks. Erivanuselistel puudel olemasolu võimaldab loodusmetsas elada paljudel liikidel, sest nõudlused elupaiga suhtes on erinevad. Näiteks püstiseisev surnud puu ja mahalangemise järel surnud puu pakuvad elupaika erinevatele liikidele (Esseen *et al.*, 1997).

Elupaikadega seotud muutustest on vähem häiritud generalistid, kes on kiirema levikuga ja ümbritseva keskkonnaga kergemini kohanevad. Enim on mõjutatud ökoloogiliselt kitsalt spetsialiseerunud metsaliigid, kellele on olulised looduslikes metsades esinevad heterogeensed mikroelupaigad (Bengtsson *et al.*, 2000). Näiteks puitu elupaigana kasutavad generalistid elavad erinevatel puuliikidel igas arengufaasis, kuid spetsialistide seas on liigid, kes eelistavad kindlat kõdunemisastet või puuliiki (Esseen *et al.*, 1997). Spetsialiseerunud liigid on tavaliselt ka väiksema levikuvõimega ja tundlikumad igasugustele inimtekkelistele häiringutele, nagu on näiteks metsamaastiku killustumine ning metsamajandus (Bengtsson *et al.*, 2000).

2.1. Eesti metsade elurikkus

Eesti metsades elab umbes 20 000 liiki, kellest vaevalt kümnendiku kohta on ülevaade nende seisundi kohta. Arvukaim rühm metsades on selgrootud, kellest tuhanded liigid on arvatavasti registreerimata ning teadaolevate liikide seisundit raske jälgida (Keskkonnaagentuur, 2017). Eesti metsades elab 2008. aasta punase nimestiku andmetel 740 ohustatud liiki (Eesti Punane raamat, 2008; Kohv, 2009) ning nende arvukus on metsamajandamise tõttu vähenemas, sest majandatavates metsades pole piisavalt surnud puitu ja ei esine looduslikku puukoosseisu ja struktuuri (Palo, 2010). Metsadega seotud kaitsealused liigid moodustavad 35% kõigist kaitsealustest liikidest (Kohv, 2009). Eesti Ornitoloogiaühingu andmetel on aastatel 1984-2016 metsalindude arvukus langenud 60 000 linnupaari võrra aastas (sh ka kõige tavalisemate liikide), mille põhjustajaks on lageraie suur osakaal metsades, mille tulemusel on kadunud elupaigad ja metsamaastik muutunud killustatumaks (Eesti Ornitoloogiaühing, 2017).

3. Metsa maastikuline struktuur

Liigirikkuse säilimiseks on oluline vaadata maastikulist skaalat, sest liikide nõudlused on erinevad. Mõned saavad hakkama väikestes majandamata laikudes või isegi üksikutel vanadel puudel majandusmetsas, kuid paljud liigid vajavad suure pindalaga järjepidevaid elupaikasid (Bengtsson *et al.*, 2000). Selleks, et elurikkus säiliks ka metsade majandamisel, tuleb teada liikide levimise mehhanisme maastikus (Hanski, 2000; Vellend *et al.*, 2006).

3.1. Elupaikade killustumine

Elupaikade kadu ja killustumist ehk fragmenteerumist peetakse olulisimateks elurikkuse kadumise põhjustajateks tänapäeva maastikes (Wilcox & Murphy, 1985). Killustumise tulemusena tekivad algsest suure pindalaga sidusast elupaigast väiksemad, isoleeritud elupaigalaigud, mis on vastuvõtlikumad erinevatele ohuteguritele. Kui liikidel pole võimalust säilinud elupaigalaikude vahel levida, viib see regionaalse liigirikkuse languseni (Fahrig, 2003). Fragmenteerumise tagajärjel isolatsiooni jäänud puistutes on liikide kadumine kõige kiirem väiksema pindalaga aladelt (Primack *et al.*, 2008). Killustumist tuleb arvesse võtta kui ruumilist muutust maastikus ja käsitleda elurikkuse uuringutel elupaikade kaost eraldi tegurina (Fahrig, 2003).

Killustumisel on mitmeid negatiivseid tagajärgi. Fragmenteerumine mõjutab liikide levimise võimalusi, mis on vähese sidususega maastikus raskendatud (Jacquemyn *et al.*, 2003). Alles jäänud populatsioonid ei saa kuskilt geneetilist lisa ja neid hakkavad mõjutama lähiristumissurve ning geenitriiv, mis võivad viia populatsiooni elujõulisuse vähenemiseni (Primack *et al.*, 2008). Väiksematel aladel on ka vähem mikroelupaiku, mistõttu kaovad alles jäänud elupaikadest kitsalt spetsialiseerunud liigid ja langeb üldine liigirikkus (Götmark *et al.*, 2008).

Fragmenteerunud elupaigalaikudes mõjutab kooslusi ka ala ümbermõõdu ja pindala suhte suurenemine, mille tagajärjel jõuavad servaalade keskkonnatingimused suuremal määral sisealadele, mõjutades liike, kes eelistavad stabiilset elukohta (Honnay *et al.*, 2005). Servaala ja elupaiga pindala suhte suurenemise mõjusid käsitletakse servaefekti mõiste all (Primack *et al.*, 2008). Servaalasid mõjutavad teistsugusemad keskkonnatingimused kui elupaiga keskosa,

näiteks on servaaladel maapinnani jõudva valguskiirguse hulk suurem ning need on rohkem tuultele avatud, mis mõjutavad omakorda temperatuuri ja õhuniiskust (Honney *et al.*, 2005). Elupaiga killustumise käigus tekkinud servaaladelt kaovad liigid, kes ei ole uute keskkonnatingimustega kohastunud (Primack *et al.*, 2008). Servaepekt võib avaldada ka positiivset mõju. Näiteks on taimed paremini kättesaadavad tolmeldajatele, suurendades neist sõltuvate liikide paljunemisedukust (Honney *et al.*, 2005). Väiksematel aladel on servaala ja siseala suhe suurem ning servaepekti mõju avaldub enim killustunud maastikes, kus on palju elupaigafragmente (Honney *et al.*, 2005). Näiteks on servaepekti poolt tugevalt mõjutatud vääriselupaigad, mis on väikese pindalaga ja asuvad keset majandusmetsi (Aune *et al.*, 2005).

Pärast koosluses toimunud häiringut elupaiga killustumise või kadumise, kliimamuutuste ning võõrliikide sissetungi näol läheb aega, et seniste tingimustega kohastunud liigid välja sureks. Seda nähtust nimetatakse väljasuremisvõlaks (Kuussaari *et al.*, 2009). Väljasuremisvõla esinemist võib näha lühikest aega eraldatud olnud metsa VEP-ides, kuna sealsed populatsioonid pole veel muutusele reageerida jõudnud. Seda tõestasid Berglund & Jonsson (2005), kes võrdlesid Põhja-Rootsis epifüütsete samblike liigirikkust sajandeid isoleeritud olnud looduslikes metsades ning hiljuti isoleeritud VEP-ides. Tulemustest selgus, et VEP-ides oli see oodatust kõrgem, mis võib näidata väljasuremisvõla esinemist. Kui maastikustruktuur jääb samaks, hakkab arvatavasti uuritud VEP-ides samblike arvukus langema, sarnanedes lõpuks looduslikult isoleeritud elupaiga liigirikkusega (Berglund & Jonsson, 2005). Kuna peale metsade olulist killustumist võib väljasuremisvõlg esineda ka üle sajandi, on võimalik eesolevaid väljasuremisi vältida ka juba pikemat aega eraldatud elupaikades, taastades ühenduse olemasolevate puistute vahel (Vellend *et al.*, 2006).

Liikide jõudmist häiringust taastuvale metsaalale saab kirjeldada sisserändeviive (*species credit, colonization credit*) abil, mis kirjeldab väljasuremisvõlale vastupidist protsessi. Metsa kvaliteedi paranemisel saavad ümberkaudsetel aladel olevad populatsioonid laieneda tagasi sinna, kust liik oli kadunud, kuid ka see taaslevimine toimub teatava ajalise viibega (Hanski, 2000). Oluline on teada liikide levimise mehhanisme, et alade taastamisel ning majandatavate metsade liigirikkamaks muutmisel efektiivsust suurendada. Selleks, et muuta majandatavad metsad võrdväärseks looduslikult arenenud metsadega, peaksid taastatavad puistud asuma kõrgekvaliteediliste metsade vahetus läheduses, mis annaks võimaluse liikidele levida ja sisserändeviibe aega vähendada (Hanski, 2000). Enamus metsataimi on aga kohastunud stabiilsete kooslustega, kus häiringud on harvad ja seetõttu pole neil tekkinud kohastumusi, mis

võimaldaksid uusi elupaiku kiirelt asustada nagu näiteks kauglevi ja suur seemnete hulk (Honnay *et al.*, 2005).

Ökoloogiliselt kitsalt spetsialiseerunud liike, kes on sageli haruldased ja ohustatud, mõjutab maastiku killustumine enim. Penttilä *et al.* (2006) uurisid kahes piirkonnas, Lõuna-Soomes Hämes ja Kesk-Soomes Kuhmos, torikseente vastust metsade fragmenteerumisele. Esimene ala on olnud kauem majandatav ja seetõttu on looduslikud metsaalad üksteisest rohkem eraldatud. Tulemused näitavad, et Hämes on liikide üleüldine arvukus ning ka ohustatud ja haruldaste seente arvukus madalam kui Kuhmos. Tulemused viitavad ka lokaalse väljasuremisvõla esinemisele. Näiteks ei arvestatud täpsete tulemuste saamiseks ühte elupaika Kuhmos, kus esines terve uurimuse peale enim liike, ent ala ise oli eraldatud ning arvatavasti praegune liigirikkus, mille määras suur kuuse lamatüvede arv ja metsa järjepidevus, ei jää tulevikus püsima (Penttilä *et al.*, 2006). Ka taimede liigirikkust uurides tuleb arvestada väljasuremisvõla esinemisega, sest taimede võime kлонаalselt kasvada võimaldab neil isoleeritud elupaikades pikema aja jooksul ellu jääda, mistõttu on liigi säilimise koha pealt oluline võlg tuvastada (Honnay *et al.*, 2005).

Efektiiivsete, liigirikkust säilitavate metsamajandusmeetmete väljatöötamine eeldab teadmisi elupaikade fragmenteerumise mõjust elurikkusele (Ruete *et al.*, 2017). Vääriselupaikades, mis on tavaliselt väikese pindalaga ning mõjutatud servaeefekti poolt (Aune *et al.*, 2005), võib esineda sobiva elupaiga pindala vähenemise ja fragmenteerumise tõttu väljasuremisvõlg ning liikide arvukus võib olla languses. Seetõttu on vaid vääriselupaikade kaitse ebatõhus strateegia (Berglund & Jonsson, 2005). Kuna VEP-id on suure bioloogilise väärtusega ja käituvad maastikus tugialadena (Rendenieks *et al.*, 2015), tuleb elurikkuse kaitsel keskenduda ka maastikulisele skaalale, luues olemasolevatest VEP-idest võrgustiku, et nendes säiliks liigirikkus ja populatsioonide elujõulisus (Aune *et al.*, 2005; Palo, 2010). Selleks, et väikeseid kaitsealasid ja vana metsa alasid säilitada, soovitatakse nende ümber jätta puhvertsoonid, mida ei majandata (Aune *et al.*, 2005; Ruete *et al.*, 2017), et leevendada ümbritsevas majandusmetsas tehtavast raiest tulenevat servaeefekti mõju. Kui püsivat puhvertsooni tekitada ei ole võimalik, võib kasutada dünaamilist puhvertsooni, mille puhul raiutakse VEP-e ümbritsevaid alasid osade kaupa, lastes ülejäänud puhvertsoonis oleval metsal areneda ning seeläbi VEP-i sisealal suurened (Ruete *et al.*, 2017).

3.2. Uute metsaalade liigirikkuse kujunemine

Pärast põllumaa maha jätmist asustavad ala esimesena liigid, kes eelistavad avatud elupaika. 30–40 aastaga moodustub sinna tihedam võsastik koos põõsaste ja puudega ning 60–80 aasta pärast korralik puurinne (Flinn & Vellend, 2005). Uute ja põllumajandusmaale kasvanud liigirikkuse kujunemine on seotud maastikustruktuuriga (Vellend *et al.*, 2006). Uue elupaigalaigu koloniseerimine sõltub ka selle sobivusest liikidele – kui see pole sobiv, siis isegi ka hea sidususega maastikus taimed uude elupaika ei levi. Sellepärast on levimisvõimekust uurides oluline välistada elupaiga sobivuse mõju (Honnay *et al.*, 2002a). Nende liikide kaudu, kes levivad hiljutistele metsaaladele kiirelt, saab uurida, mis protsessid mõjutavad uute alade asustamist metsataimede poolt, et seda infot põllumaale kasvanud metsade liigirikkuse tõstmiseks kasutada. Üks enim uuritud aspekte on liikide levimisvõime ning on tõestatud, et paremad levijad on esimese põlvkonna metsades arvukamad (Flinn & Vellend, 2005) ja levimise kiirusele ning taimkatte väljakujunemisele aitab kaasa kui metsad on maastikus sidusamad ja asuvad lähedamal vanematele metsadele (Jacquemyn *et al.*, 2003; Vellend *et al.*, 2006). Isoleeritud metsade taastamine ei ole edukas, sest sidusamates metsades on liikide levimisvõimalused suuremad (Jacquemyn *et al.*, 2003).

Metsaalade taastamisel tuleb arvestada liikide levimisvõimega. Enamus metsataimi on halvasti koloniseerijad ning nende levikuga uutele aladele läheb kauem aega, millest sõltub ka taastataval alal elujõuliste populatsioonide tekkimine. Liigid, kes on limiteeritud levimisvõimega, võivad uuele alale jõuda alles siis, kui sealne puistu on puukoosseisult täiskasvanuks saanud. Kujunevatesse metsadesse, mis asuvad vanadest üle 2 km kaugusel, ei pruugi kõik sealsesse kooslusesse kuuluvad liigid kunagi kohale jõuda (Honnay *et al.*, 2002a). Honnay *et al.* (2002b) töös uuriti Belgias põllumajandusmaastikus asuvate laialehiste metsade taimeliikide levimisvõimet esimese põlvkonna noortes metsadesse. Omavahel võrreldi levimisvõimet kõrgelt killustunud ning hea sidususega alade vahel. Leiti, et 85% taimeliikidest kõrgelt killustunud maastikus on limiteeritud koloniseerimisvõimega ning 30% liikidest ei suuda sobivaid alasid üldse koloniseerida. Mida kaugemal uuest metsaalast asus lähteala, seda väiksem oli uute alade koloniseerimine.

Naaf & Kolk (2015) leidsid oma töös, et isoleeritud põllumaale kasvanud lehtmetsades Loode-Saksamaal esineb sisserändeviive ning see on suurem (alale on jõudnud vähem liike levida) siis kui maastikus on vähem vana lehtmetsa ja selle sidusus uute metsalaikudega on väiksem. Tööst

selgus ka, et isegi vähese vana metsa olemasolu maastikus on liikide levimise seisukohalt oluline. Liigid, kes alale veel levida polnud jõudnud, olid aeglase levimisvõime ja väiksema seemnete arvuga. Sisserändeviive võib isoleeritud põllumaale kasvanud metsades esineda kauem kui 130–230 aastat. Kolk *et al.* (2017) leidsid, et pärast sisserändeviibe „tasumist“ võivad ka põllumajandusmaale kasvanud uued metsad liigilise koosseisu poolest sarnaneda vanade metsadega.

Randlane *et al.* (2017) leidsid uurides Eesti hübriidhaava istanduste samblike- ja samblakoosluste liigirikkust, et ka lühikese raieringiga puistud võivad olla ajutiseks elupaigaks erinevatele liikidele, leevendades nii fragmenteerumise ja elupaikade kao mõju, kuid seda vaid juhul kui ümbritsevad metsaalad on heas seisus ning liikide võimalikuks levikuks piisavalt lähedal. Tulemustest selgus, et kaugus lähima praeguse järjepideva kui ka kunagise metsaalani mõjutab samblike liigilist koosseisu, mis näitab, et uute alade edukaks koloniseerimiseks on vajalik nende hea sidusus lähtealadega.

4. Metsa järjepidevus

Järjepidevaks nimetatakse metsa, kus on pika aja jooksul katkestusteta säilinud vaadeldava puistu või metsamaastiku põhiomadused, elupaigad ja elustik (Palo, 2010). Looduslikud häiringud, mis on metsatüübile omased, ei katkesta metsa järjepidevust. Näiteks kuivadele männikutele omased sagedased põlengud hoiavad seda elupaika avarana ning sealsed liigid on vastavalt ka hea levimisvõimega (Nilsson *et al.*, 2001). Järjepidevaks ei peeta endisele põllumaale kasvanud esimese ja teise põlvkonna puistut, olenemata vanusest. Küll aga on puistu järjepidev, kui ta on kasvanud põllumaale ning ta esimeses rindes on looduslikult uuenenud valmiv või küps metsapõlvkond, mille struktuur on looduslik. Samuti peetakse järjepidevaks kinnikasvanud puisrohumaid (Palo, 2010).

Järjepidevateks saab lugeda need metsad, mille olemasolu on märgitud kõigil olemasolevatel maastikukasutust käsitlevatel kaartidel. Euroopas on üldjuhul saadavad kaardid, mis jäävad 200–400 aasta tagusesse perioodi (Wulf, 2004) ning järjepidevuse määratlemine varieerub riigiti, sõltuvalt ajalooliste kaartide olemasolust (Janssen *et al.*, 2017). Esimesed andmed Eesti metsasusest pärinevad 17. sajandi kaartidelt (kust küll puuduvad andmed saarte kohta) (Marmor *et al.*, 2011), seega saab meil suurima kestva järjepidevusega metsadeks lugeda alasid, mis on metsana märgitud ka mainitud kaardil.

Põlismetsa ning esimese põlvkonna vana metsa tuleb eristada (Harris, 1984). Hiljuti arenenud esimese põlvkonna metsadest võivad puududa mikroelupaigad ning kõdupuit, mis kujunevad sadade aastate vältel ning seetõttu on ülekasvanud ning järjepidevad, mitu põlvkonda areneda saanud metsad suurema kaitseväärtusega. Esimese põlvkonna puistud, kust puuduvad vanale metsale omased tegurid või on neid seal väheses koguses, ei sobi põlismetsa elupaigaspetsialistidele (Janssen *et al.*, 2017). Nendel liikidel on tavaliselt halb levimisvõime (Sverdrup-Thygeson & Lindenmayer, 2003) ning nad kasvavad või arenevad aeglaselt, saavutades suguküpsuse kõrges eas (Honnay *et al.*, 2005).

Metsa järjepidevuse olulisust samblikele kui halva levimisvõimega ning kindlate mikroelupaiga eelistustega liikidele on näidanud Marmor *et al.* (2011), kes uurisid epifüütsete samblike arvukust 300 aastat järjepidevalt kasvanud metsades ning noortes põllumaale kasvanud puistutes. Töös selgus, et järjepidevus on kõige olulisem tegur seletamaks epifüütsete samblike

arvukust lokaalsel skaalal, näiteks asusid kõikide töö käigus leitud ohustatud ja kaitstud liikide leiukohad järjepidevalt metsastunud olnud loodusmetsades. Järjepidevuse olulisust samblikele on uurinud ka Fritz *et al.* (2008), kelle töös vaadeldi samblike ja sammalde sõltuvust järjepidevusest. Positiivne seos liikide arvukuse ja järjepidevuse vahel tuli välja vaid samblike puhul, kellel erinevalt sammaltaimedest on aeglasem areng ning spetsiifilisemad ökoloogilised nõudlused. Järjepidevus on oluline ka liikidele, kes on halva levimisvõimega, kuna elupaiga järjepidev olemasolu võimaldab liikidel pika aja vältel levida.

Elurikkust metsas mõjutavad mitmed tegurid: elupaigatüübi hulk ja sidusus maastikus (Janssen *et al.*, 2017), elupaiga kvaliteet (Kolb & Diekmann, 2009), eluks vajaliku substraadi olemasolu (Sverdrup-Thygeson & Lindenmayer, 2003; Fritz *et al.*, 2008) jne. Analüüsides järjepidevuse mõju elurikkusele, tuleb arvestada ka teiste teguritega ning sageli on kõige olulisemat elurikkust mõjutavat faktorit raske eristada ja esineb mitme teguri koosmõju. Järjepidevus on lisandväärtus puistu vanusele, sest sealsed mikroelupaigad on järjepidevuse esinedes heterogeensemad ja arenevad suurema tõenäosusega välja, toetades neist sõltuvate liikide arvukust. Näiteks on järjepidevas metsas suurem kõdupuidu ja vanade suure diameetriga puude hulk, millel on positiivne mõju saproksüülsete mardikate arvukusele (Brin *et al.*, 2016; Janssen *et al.*, 2017) ning erinevatele epifüütsetele sambla ja samblikuliikidele (Fritz *et al.*, 2008). Järjepidevuse seos kõdupuidu hulga ja selle positiivne mõju saproksüülsetele mardikatele tuli välja isegi kõrgelt killustunud maastikes (Brin *et al.*, 2016).

Järjepidevad metsad ei pruugi aga alati olla liigirikkad. Majandatavates metsades, mis on küll mitu põlvkonda metsana kasvanud, võib olla oluliste mikroelupaikade puudus tulenevalt majandusvõtete kasutamisest, mille käigus eemaldatakse metsast majandusväärtuseta puud. Selle tulemusel ei sobi mets enam liikidele, kes ei saa elada noortel puudel (Fritz *et al.*, 2008). Elupaigaspetsialistidele sobivate elupaikade puudusel on võimalik sellised metsaalad liikidele uuesti sobivaks muuta, luues tehiskult elupaikasad juurde, näiteks jättes metsa lamatüvesid või seisvaid surnuid puid (Humphrey, 2005).

4.1 Järjepidevus maastiku skaalal

Järjepidevust saab lisaks lokaalsele ehk ühte elupaika või kooslust hõlmavale skaalale arvestada ka maastiku skaalal. Elupaiga maastikuline järjepidevus näitab vaadeldava elupaiga olemasolu

maastikus pika aja jooksul. Kuna elurikkuse säilimisele on oluline elupaikade olemasolu, seisund ja sidusus ka ümbritsevas maastikus, tuleb järjepidevust ja selle rolli elustikule hinnata ka maastikuskaalal (Nordén *et al.*, 2014). Ruumiline skaala, mille raames maastike järjepidevust hinnata varieerub sõltuvalt liikidest ja nende nõudlustest (Nordén & Appelqvist, 2001). Nordén *et al.* (2014) viisid enda ülevaateartiklis kokku metsade järjepidevuse maastikus väljasuremisvõla ning sisserändeviive kontseptsioonidega. Kui metsade pindala maastikus oli ajalooliselt suurem, võib arvata, et alles jäänud elupaigalaikudes esineb väljasuremisvõlg ning kui metsade pindala on kasvanud, saab vaadelda liikide levimist uutesse elupaikadesse sisserändeviive abil.

Elupaikade maastikulise järjepidevuse mõju elurikkusele on vaadanud Sverdrup-Thygeson & Lindenmayer (2003), kes leidsid, et ohustatud torikseene *Phellinus nigroclimaticus* esinemine oli lokaalsel skaalal eelkõige seotud viimases kõdufaasis olevate suure läbimõõduga surnud puudega, kuid maastiku skaalal oli arvukus seotud 140 aastat järjepidevana kasvanud metsade hulgaga ümbritsevas maastikus 80 ha raadiuses uurimisaladest. Paltto *et al.* (2006) töös esines seos ohustatud puiduseente, samblike, soon- ja sammaltaimede arvukuse ja laialehiste metsade hulga vahel, mis asusid uurimisalade ümber 5 km raadiuses. Samas töös uuriti ka indikaatorliike ning sellist seost ei avastatud. Vaadeldavate ohustatud liikide hulgas oli rohkem sambliku- ja puiduseente liike, kelle elupaik surnud puidu näol on ajutine ja uute elupaikade teke nõuab järjepidevate metsaalade olemasolu, samal ajal indikaatorliikide hulgas oli rohkem liike, kes eelistavad ajas püsivamaid elupaiku nagu maapind ja kivid. Metsade hulk maastikus võib olla oluline ka väikestele ning väheliikuvatele liikidele, nagu on näiteks limused (*Mollusca*). Götmark *et al.* (2008) tööst selgus, et limuste arvukust vääriselupaikades mõjutab teiste VEP-ide hulk 10 km raadiuses. Need tulemused näitavad, et liikidele kaitse planeerimine peaks toetuma maastikuliselt suuremale skaalale ning ka maastikus olevad vääriselupaigad saavad elurikkuse säilimisele kaasa aidata, kui nad asuvad maastikus järjepidevalt ja sidusalt, et oleks tagatud liikide levimine.

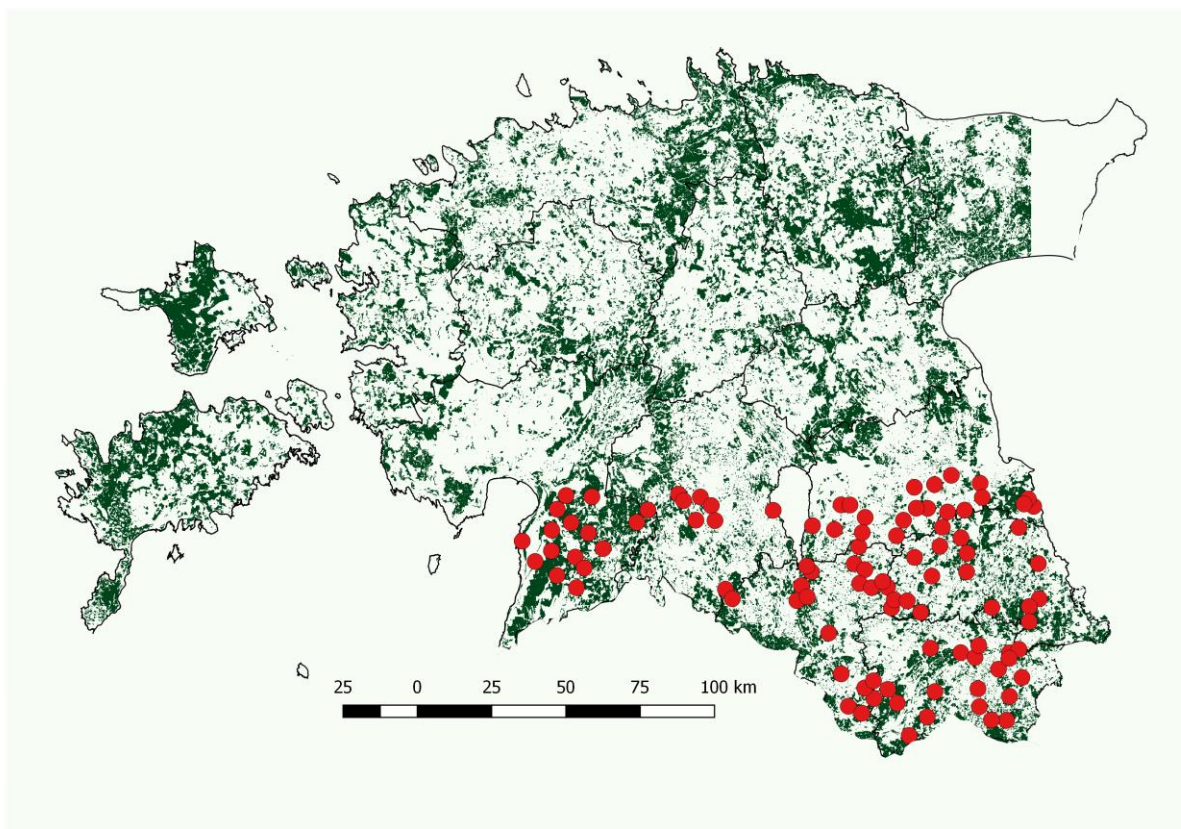
5. Uurimuslik osa

5.1. Uurimusliku osa sissejuhatus

Kuna Eesti metsade maastikuline struktuur on viimase sajandi jooksul märkimisväärselt muutunud, on oluline teada, kuidas muutuv maastik elurikkust mõjutab. Kuigi metsade pindala on kasvanud, ei ole teada, kas see on ka elurikkusele positiivselt mõjunud. Liikide aeglase reageerimise tõttu maastikumuutustele ei pruugi olla metsade elurikkus seotud tänase metsade pindalaga maastikus, vaid hoopis ajaloolise pindalaga. Metsa pindala suurenemisega võiks uutes põllumaale kasvanud metsaelupaikades esineda sisserändeviive ning suurem oleks ta seal, kus metsad paiknevad maastikus rohkem killustunult ja metsade pindala on ajalooliselt väiksem olnud.

Riigimetsa Majandamise Keskuse rahastatud projekti "Nutikas elurikkuse kaitse Eesti loodus- ja majandusmetsades: ökoinformaatika lahendused Eesti lõunaosa näitel (1.09.2015–31.08.2018)" on Tartu Ülikooli ja Eesti Maaülikooli teadlastega kirjeldatud elurikkus 100 metsaalal Lõuna-Eestis (Joonis 2). Projekti käigus uuritakse, kuidas tagada elurikkust hoidev metsade võrgustik, kui palju aega kulub elurikkuse muutusteks pärast metsasuse suurenemist ning kuidas teha mõistlikke kompromisse metsade majandamise ja elurikkuse kaitsmise vahel.

Kasutades projekti käigus kogutud elurikkuse andmeid, keskkonnatingimuste (mulla pH) andmeid ning kaardistades ajaloolise ja tänase metsade pindala, uurin, kuidas on uurimisalade ümber muutunud metsade pindala alates 1894. aastast ning mil määral mõjutab ümbritseva maastiku ajalooline ja tänane metsasus elurikkust uurimisaladel. Kuna liigid reageerivad maastikumuutustele viibega, eeldan, et metsaalad, mille ümber on ajalooliselt olnud vähem metsa, on hoolimata metsamaa pindala suurenemisest liigivaesemad võrreldes metsaaladega, mille ümber on ajalooliselt palju metsa olnud.



Joonis 2. Uurimisalade paiknemine. Punktid tähistavad uurimisalasid ning rohelised alad Eesti metsasust aastal 1942.

5.2. Materjal ja metoodika

Uurimuses kasutatud andmed on kogutud Riigimetsa Majandamise Keskuse rahastatud projekti „Nutikas elurikkuse kaitse Eesti loodus- ja majandusmetsades: ökoinformaatika lahendused Eesti lõunaosa näitel (1.09.2015–31.08.2018)“ raames.

Vaatluse all oli 100 erinevat tüüpi leht-, okas- ja segametsaga kaetud ala 1200 km² katvas regioonis Tartu-, Võru-, Valga-, Viljandi- ja Pärnumaal. Kõikide vaadeldavate alade peapuuliigi esindajad olid vähemalt 100 aastased. Igas uuritavas metsas märgistati 17 m raadiusega vaatlusalad, kust 2016. aasta juulis ja augustis loendati kõik soon- ja sammaltaimede liigid. Igalt vaatlusalalt võeti mullaproov, mis koguti kahe nädalasel perioodil augusti lõpus ja septembri alguses 2016. aastal. Mullaproovide põhjal analüüsiti Eesti Maaülikooli taimebiokeemia laboris mulla geokeemilist koostist sh. määrati mulla pH (neutraalsoola KCl leotisest).

Metsade ajaloolise pindala tuvastamiseks kaardistasin vaatlusalade ümber 1 km ja 5 km raadiuses metsaalasid tähistavad polügoonid (Joonis 3 ja 4), kasutades alusena 1894–1922 aastal koostatud üheverstast kaarti mõõtkavas 1:42 000 (Maa-amet, 2018). Edaspidi viitan sellele kui 1894. aasta seisule. Metsaalade hulka arvestasin kaardil märgitud erinevad metsatüübid, kuid jätsin välja lageraiealad ja üksikute puudega rohumaad. Lisaks üheverstasele kaardile kasutasin töö läbiviimiseks infot ka järgnevatest ajaperioodidest, millel olevate metsade pindala oli juba eelnevalt projekti meeskonna poolt digitaliseeritud: Nõukogude Liidu topograafiline kaart 1942. aasta koordinaatsüsteemis (mõõtkavas 1:50 000), Nõukogude Liidu topograafiline kaart 1963. aasta koordinaatsüsteemis (1:50 000) ning Eesti põhikaart (1:10 000), mille kaardilehed on ajakohastatud perioodidel 1996–2016, edaspidi kasutan tänapäevastele kaardiandmetele viidates aastaarvu 2010 (Maa-amet, 2018). Kõik kaarditööd viisin läbi vabavaralise programmiga QGIS (versioon 2.18) (QGIS Development Team, 2016).

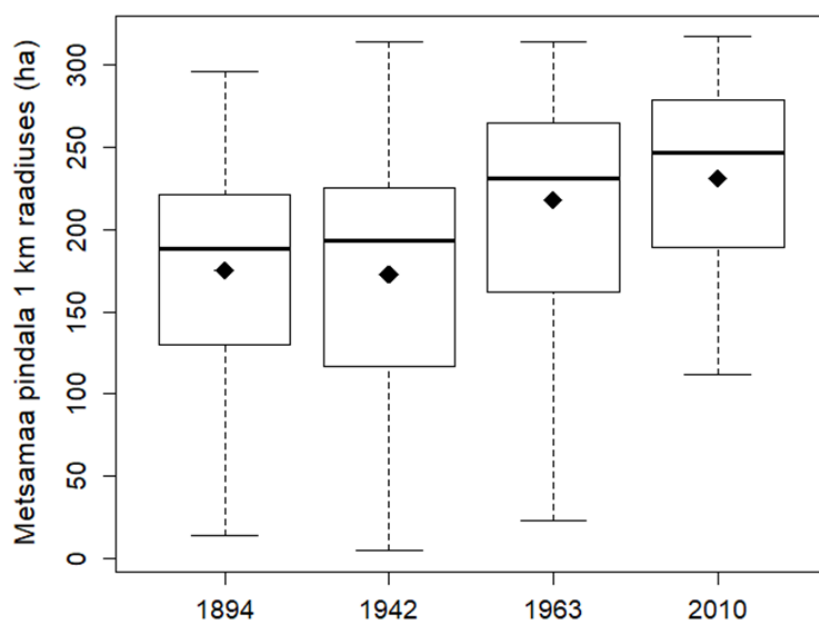
Iga perioodi kohta arvutasin 1 km raadiuses uurimisalade ümber metsade pindala. Kõigi uurimisalade põhjal tuvastasin ka metsade keskmise pindala muutuse 1 km raadiuses uurimisalade ümber vaadeldavatel ajaperioodidel.

Seostasin 17 m raadiuses tuvastatud sammu- ja soontaimede summaarse liigirikkuse ning pH vaatlusala ümbritsevate metsade pindalaga 1 km raadiuses, kasutades lineaarset regressioonanalüüsi. Iga vaadeldava ajaperioodi kohta – 1894, 1942, 1963 ning 2010 – viisin läbi eraldi analüüsi, kus sõltuvaks tunnuseks oli tänane liigirikkus ja sõltumatuteks tunnusteks metsade pindala vastaval ajaperioodil 1 km raadiuses ning mulla pH väärtus. Mulla pH on oluline analüüsi haarata, kuna vaadeldavad metsaalad katsid mitmeid erinevaid metsatüüpe ning mulla pH võimaldab arvesse võtta liigirikkuse varieeruvuse, mis on tingitud eri elupaigatüüpide erineva suurusega liigifondist. Selleks, et uuritavas raadiuses olevate metsade pindala mõju elurikkusele graafikutel näidata, kasutasin pH ja elurikkuse vahelise seose jääke, mille seostas graafikul metsade pindalaga erinevatel ajaperioodidel. Analüüsid teostati kasutades R tarkvarapaketi versiooni 3.4.4 (R Development Core Team, 2018).

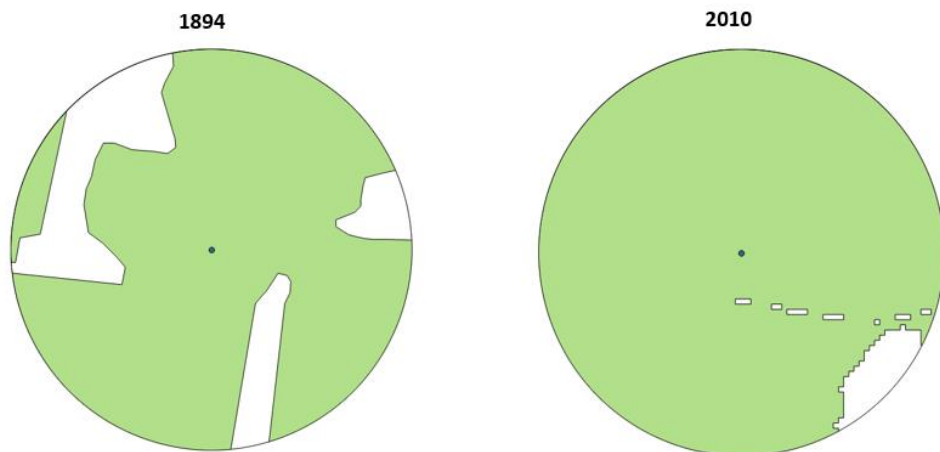
5.3. Tulemused

Metsamaa pindala uurimisaladest 1 km raadiuses on vahemikus 1894–2010 keskmiselt kasvanud (Joonis 3). Keskmise metsamaa pindala uurimisalade ümber 1 km raadiuses oli 1894. aastal oli 175 ha (\pm standardviga 65), 1942. aastal 172 ha (\pm 75), 1963. aastal 217 ha (\pm 63) ning 2010. aastal 231 ha (\pm 56).

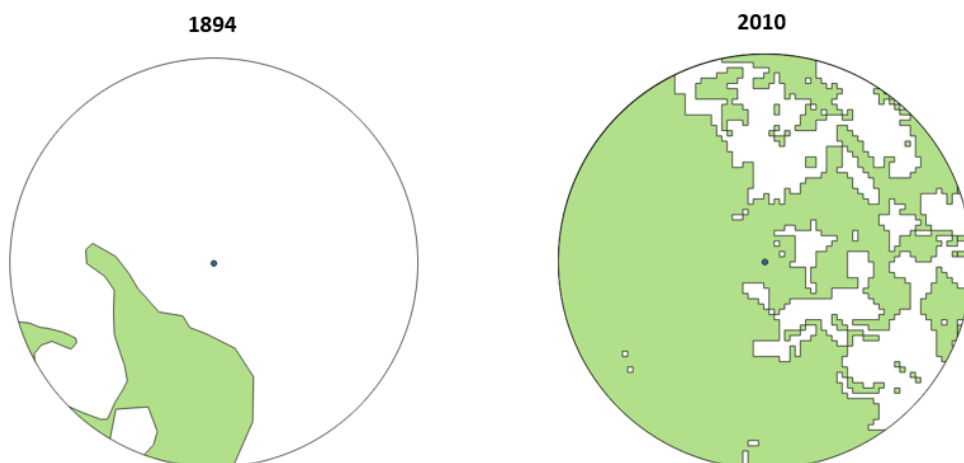
Võrreldes 1894. ja 2010. aasta kaarte oli näha, et valdavalt on uurimisalade 1 km raadiuses on metsamaa pindala kasvanud. Palju oli ka neid alasid, kus metsamaa pindala oli enam-vähem sarnaseks jäänud, näiteks Viljandimaal Kahvena looduskaitsealal asuva uurimisala ümber (Joonis 4). Palju oli aga ka alasid, kus metsamaa pindala kasv on olnud väga suur, nagu näiteks Valgemaal Karula rahvuspargis asuva uurimisala ümber (Joonis 5).



Joonis 3. Metsamaa pindala muutus 1 km raadiuses uurimisaladest (ha). Joon näitab mediaani, punkt keskmist, kast kvartiile ning vurrud pindala miinimum- ja maksimumväärtust.



Joonis 4. Metsamaa pindala muutus 1 km raadiuses proovialast aastatel 1894–2010. Kahvena looduskaitseala, Viljandimaa



Joonis 5. Metsamaa pindala muutus 1 km raadiuses proovialast aastatel 1894–2010. Karula rahvuspark, Valgamaa

Regressioonianalüüsides selgus igal uuritava ajaperioodil oluline seos nii pH kui ka pindalaga 1 km raadiuses uurimisaladest. Seos liigirikkuse ja pH vahel on väga tugev kõigil ajaperioodidel (Tabelid 1, 2, 3, 4). Seos pindala ja liigirikkuse vahel tuli kõige tugevamalt välja 1894. aastal (Tabel 1), kus $p=0.002$ ning samuti seletas see mudel kõige suurema osa varieeruvusest ($R^2=0.367$). Kõige nõrgem oli seos pindala ja liigirikkuse vahel aastal 1963 (Tabel 3).

Selleks, et eristada metsade pindala mõju elurikkusele, tegin mudeli liigirikkuse ja pH vahel ning eemaldas sellest pH mõju. Jääkidega tegin graafiku, mis näitab seost vaid pindala ja liigirikkuse vahel (Joonis 6).

Tabel 1. Metsade tänase sammal- ja soontaimede summaarse elurikkuse sõltuvus 1894. aasta metsamaa pindalast uurimisalade ümber ning tänasest mulla pH-st. Lineaarse regressioonanalüüsi tulemused.

Tunnus	t	P
pH	7.66	<0.001
Pindala	3.16	0.002

Kogu mudeli $R^2=0.37$, $P=<0.001$, $F_{2,97}=29.7$

Tabel 2. Metsade tänase sammal- ja soontaimede summaarse elurikkuse sõltuvus 1942. aasta metsamaa pindalast uurimisalade ümber ning tänasest mulla pH-st. Lineaarse regressioonanalüüsi tulemused.

Tunnus	t	p
pH	7.42	<0.001
Pindala	2.66	0.009

Kogu mudeli $R^2=0.35$, $P=<0.001$, $F_{2,97}=27.55$

Tabel 3. Metsade tänase sammal- ja soontaimede summaarse elurikkuse sõltuvus 1963. aasta metsamaa pindalast uurimisalade ümber ning tänasest mulla pH-st. Lineaarse regressioonanalüüsi tulemused.

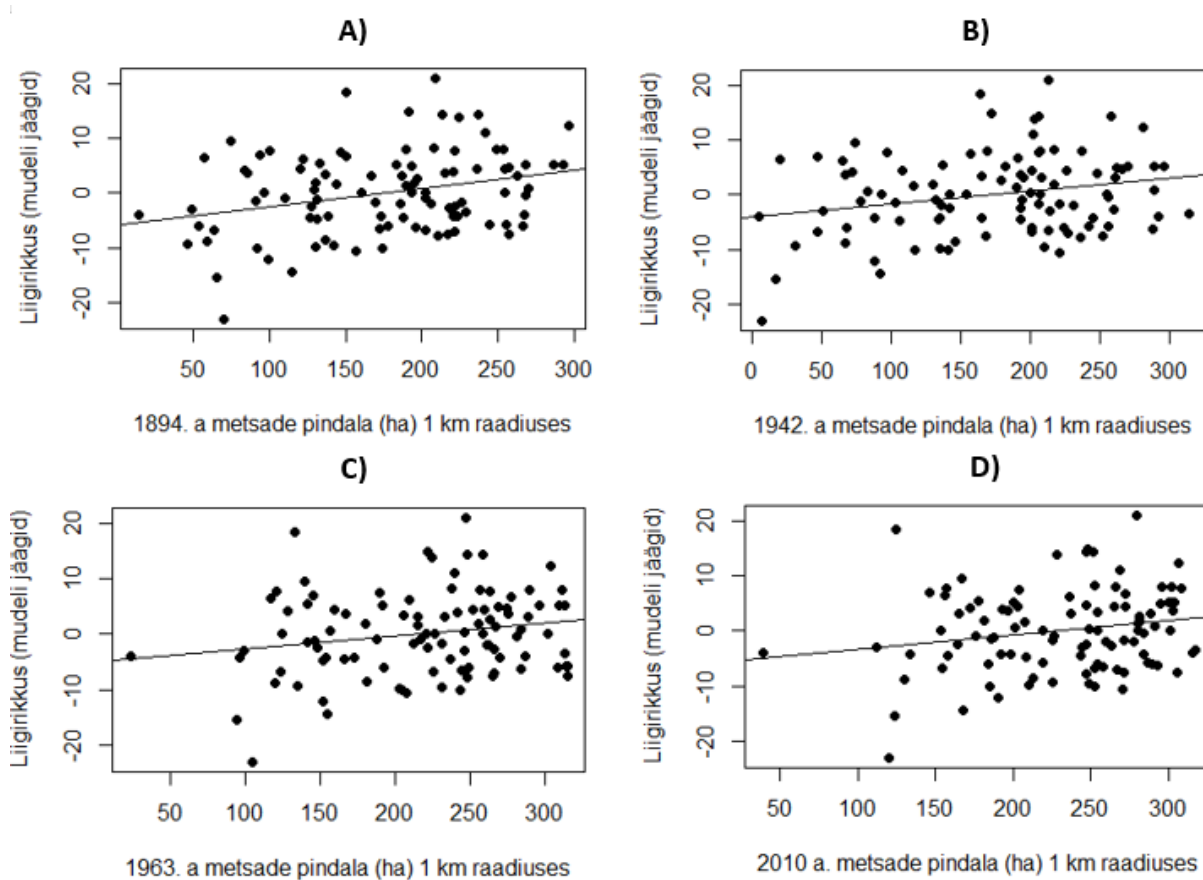
Tunnus	t	p
pH	7.14	<0.001
Pindala	2.09	0.0388

Kogu mudeli $R^2=0.33$, $P=<0.001$, $F_{2,97}=25.57$

Tabel 4. Metsade tänase sammal- ja soontaimede summaarse elurikkuse sõltuvus 2010. aasta metsamaa pindalast uurimisalade ümber ning tänasest mulla pH-st. Lineaarse regressioonanalüüsi tulemused.

Tunnus	t	p
pH	7.16	<0.001
Pindala	2.12	0.0365

Kogu mudeli $R^2=0.33$, $P=<0.001$, $F_{2,97}=25.65$



Joonis 6. Seos soon- ja sammaltaimede summaarse liigirikkuse (väljendatud mudeli jääkidena st liigirikkuse seos pH-ga on juba eemaldatud) ning 1 km raadiuses oleva metsamaa pindala vahel A) 1894. aastal, B) 1942. aastal, C) 1963. aastal ning D) 2010. aastal. Joonistega seotud mudelite statistikud on esitatud tabelites 1-4.

5.4. Arutelu

Tulemustest selgus, et ajalooline metsade pindala oli tugevalt seotud soon- ja sammaltaimede tänase summaarse liigirikkusega (Tabel 1). Kui võrrelda omavahel mudeleid, kuhu olid haaratud erinevate perioodide metsamaa pindalad, siis kõige rohkem kirjeldas liigirikkuse varieeruvusest (37%) mudel, milles olid sõltumatuteks muutujateks 1894. aasta metsamaa pindala ning mulla pH (Tabel 1). Seos liigirikkuse ning metsamaa pindala vahel esines ka hilisemate ajaperioodide metsamaa pindala puhul, kuid mida hilisemat andmestikku kasutada, seda vähem liigirikkuse varieeruvusest metsamaa pindala seletas (Tabelid 2–4, Joonis 6). Kuna metsa pindala uurimisalade ümber on kasvanud (Joonis 3), näitab tugev seos ajaloolise pindalaga, et uurimisalasid ümbritsevad uued metsad ei ole elurikkuse toetamisel võrreldavad vanade, järjepidevate metsadega. Tõenäoliselt esineb Eesti metsamaastikes ka mõningane sisserändeviive (Hanski, 2000) ehk uued, valdavalt endistele põllumaadele kujunenud metsad ei ole veel kõigi metsaliikidega asustatud ning nad ei oma maastikes elurikkusele veel olulist mõju. Kuna seos leiti vaid 1 km raadiuses olevate metsade ja liigirikkuse vahel (töö käigus analüüsisin liigirikkuse seost metsamaa pindalaga ka 5 km raadiuses, kus sarnaseid seoseid ei leidnud), võib oletada, et uurimise all olevate liigirühmade esindajatele on oluline elupaiga seisund ja järjepidevus just sellises ulatuses. Selleks, et liikide levimine oleks ka edaspidi võimalik, uued metsad muutuksid liigirikkamaks ning asuksid toetama elurikkust ka vanades loodusmetsades, tuleb tagada, et järjepidevaid metsi oleks igas metsamaastikus vähemalt ühe kilomeetri raadiuses. Metsaalade sidususe ja järjepidevuse olulisust elurikkuse säilitamisel on tuvastanud ka paljud teised autorid (Honnay *et al.*, 2002; Jacquemyn *et al.*, 2003; Sverdrup-Thygeson & Lindenmayer, 2003; Götmark *et al.*, 2008; Kolk *et al.*, 2017).

Liigirikkuse sõltuvust maastikustruktuurist saaks olemasolevate andmete põhjal ka edasi uurida. Selles analüüsis arvestati kõikides arenguklassides olevaid metsaalasid ning kuna on teada, et liigirikkus võib sõltuda vanade, bioloogiliselt suure väärtusega metsade hulga ümbritsevatel aladel (Sverdrup-Thygeson & Lindenmayer, 2003; Paltto *et al.*, 2006; Götmark *et al.*, 2008), saaks analüüsis arvestada vaid järjepidevate, vähemalt saja aasta vanuste metsade pindala ümber proovialade. Selleks tuleks arvutada metsade pindala veelgi kaugemast ajaperioodist pärinevalt kaardilt, et selgitada välja võimalik seos selliste metsade hulga ja liigirikkuse vahel. Kuna kaardilt oli näha, et osadel aladel on nii ajalooliselt kui ka täna palju metsa olnud (Joonis 4), oleks huvitav uurida nende puistute, kuhu sisse jääb uurimisala, järjepidevust lokaalselt skaalal ning võrrelda, kuidas avaldub seos lokaalse järjepidevuse ning

liigirikkuse vahel. Andmete põhjal saaks analüüsida ka liigirikkuse seost uurimisala metsa ja ümbritsevate metsaalade sidususe vahel läbi aja. Seoste avaldumisel saaks teadmisi rakendada praktikasse, arvestades metsamajandamisel liikide levimiseks ja säilimiseks vajalike elupaikade pindalaga ning sidususega ja ka leida alad, kus võiks majandamist intensiivistada. Sellised võiksid olla juba isoleeritud ning madalakvaliteedilised metsad, mis ei ole olulised rohevõrgustiku säilimiseks.

Seos mulla pH ja liigirikkuse vahel on paljudes ökosüsteemides tuvastatud seos. Aluselisema mullaga metsad on suurema lehtpuuosakaaluga metsad ning salumetsad, mida iseloomustabki kõrgem elurikkus tulenevalt nende suuremast liigifondist (Paal, 1997). Positiivne seos mulla pH ja elurikkuse vahel on parasvöötme elupaikades laialt levinud, ilmselt on Euroopas olnud ajalooliselt suurel hulgal aluselise mullaga elupaikasad ning seetõttu on sellistele tingimustele kohanenud taimeliike rohkem kui happelisemate muldadega elupaikadele (Pärtel, 2002). Analüüsides metsamajandamise ning metsade maastikulise struktuuri mõju elurikkusele, on oluline arvesse võtta ka looduslikult elurikkust mõjutavaid tegureid, et saadud tulemused ja järeldused oleks pädevad. Uurimaks metsa järjepidevuse mõju liigirikkusele, tuleks lisaks puistu järjepidevusele arvestada ka elustikurühmadele vajalike teguritega, nagu näiteks eluks vajaliku substraadi olemasolu (paljudele liigirühmadele on selleks surnud puit) ja selle järjepidevus.

Kokkuvõte

Metsaalade vaheline sidusus on eriti oluline ökoloogiliselt kitsalt spetsialiseerunud metsaliikidele, kes on kohanenud lokaalselt järjepideva elupaigaga ning üldjuhul levivad maastikus aeglaselt ja väikeste vahemaade haaval. Liikide levikut häiringust taastuvatele, selle töö kontekstis endisele põllumajandusmaale kasvanud metsaaladele mõjutab liikide aeglane reageerimine maastikumuutustele – sisserrändeviive ja väljasuremisvõlg. Mida parem on sidusus uute ja vanade metsade vahel, seda kiiremini jõuavad liigid uude elupaika kohale ja sisserrändeviive saab „tasutud“. Vanades ja looduslikes, kuid maastikus isoleeritud metsades, kus esineb väljasuremisvõlg, saab liigirikkust säilitada, taastades ühenduse maastikus olemasolevate vana metsa alade vahel.

Metsaspetsialistidele on oluline sobiva elupaiga järjepidev olemasolu ümbritsevas maastikus. Näiteks kõdupuidust kui ajutisest elupaigast sõltuvatele liikidele on oluline, et ümbritsevas maastikus oleks metsa, kus see elupaik on alati olemas. Elupaiga järjepidevuse olulisus tuli välja ka analüüsides Lõuna-Eestis asuvate uurimisalade ümber olevate metsade pindala seost soon- ning sammalaimede liigirikkusega. Esines tugev seos metsade ajaloolise pindala ja tänapäevase liigirikkuse vahel – alad, mis olid ajalooliselt metsarohked esindavad praegugi kõrgemat liigirikkust kui need metsad, mis olid ajalooliselt metsavaesemad, sõltumata metsade kasvanud pindalast. See näitab, et hiljutised, valdavalt põllumaale kasvanud metsad ei toeta maastikus paiknevate vanade metsade elurikkust ning arvatavasti esineb uutes metsades sisserrändeviive. Selleks, et majandusmetsad toetaks Eesti järjest enam ohustatud metsaliikide säilimist ja liigid saaks hiljutistesse metsadesse levida, tuleb hoida sidusust ökoloogiliselt väärtuslike ja uute alade vahel. Metsade majandamisel tuleb arvestada elupaikade säilitamisega liikidele olulisel skaalal – Lõuna-Eestis paiknevate töös käsitletud uurimisalade puhul on oluline elupaikade olemasolu ühe kilomeetri raadiuses.

Summary

Connectivity between forest patches in the landscape is especially important for ecologically narrowly specialized forest species, who are adapted to locally continuous habitat and in general are with low dispersal abilities. Dispersal of species to forest land that is recovering from disturbance is affected by their slow response to land changes – colonization credit and extinction debt. Colonization credit is paid faster and forest species dispersal from old forests to new forests growing on former arable land is more effective if the connectivity of forest patches is high. The species richness in isolated old-growth forest stands, where extinction debt occurs, can be preserved by increasing the connectivity between the remaining old-growth forests in the landscape.

The continuity of suitable habitat in the surrounding landscape is important for the preservation of forest specialists. For example, the amount of forests containing deadwood in the surrounding landscape is important for the species who depend on the availability of this habitat, as it is temporal. The importance of the habitat continuity was also confirmed by my study, where I analysed the effect of historical and current forest area to species richness of vascular plants and bryophytes in the 1 km radius around study areas in South-Estonia. Historical forest area (in 1894) had strong impact on present-day species richness of forests – areas, which contained historically more forest, were still characterised by higher species richness compared to areas that had historically less forest, regardless of the expansion of forest area since then. This correlation shows that recent forests grown on former arable land don't yet support the biodiversity of old-growth forests in the landscape. It is also likely that colonization credit occurs in recently developed young forests. In order to ensure that managed forests would support the conservation of forest biodiversity in Estonia, and support dispersal of species in landscape-scale, it is important to maintain good connectivity between ecologically valuable historical forest areas and recent forest areas. When planning forest management, habitat preservation in essential scale for forest species must be taken account – in the case of studied areas located in southern Estonia, forest habitat availability within a radius of one kilometer was important.

Tänuavaldused

Tänan väga enda juhendajat Aveliina Helmi asjalike kommentaaride, abi ning võimaluse eest nende tööühma kogutud andmeid analüüsida, seeläbi saades aimu, kuidas käib teadustöö. Tänan ka makroökoloogia tööühma liiget Ignacio M. Hernández Agramontet, kes aitas lahendada kaarditööde käigus tekkinud probleemid.

Kasutatud allikad

- Aune, K., Jonsson, B.G. & Moen, J. 2005. Isolation and edge effects among woodland key habitats in Sweden: Is forest policy promoting fragmentation? *Biol. Conserv.* **124**: 89–95. Elsevier.
- Bengtsson, J., Nilsson, S.G., Franc, A. & Menozzi, P. 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *For. Ecol. Manage.* **132**: 39–50. Elsevier.
- Berglund, H. & Jonsson, B.G. 2005. Verifying an Extinction Debt among Lichens and Fungi in Northern Swedish Boreal Forests. *Conserv. Biol.* **19**: 338–348. Wiley/Blackwell.
- Brin, A., Valladares, L., Ladet, S. & Bouget, C. 2016. Effects of forest continuity on flying saproxylic beetle assemblages in small woodlots embedded in agricultural landscapes. *Biodivers. Conserv.* **25**: 587–602. Springer Netherlands.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1997. Boreal Forests. Oikos Editorial Office.
- Estreguil, C., Caudullo, G., Rigo, D. de & Miguel, J.S. 2012. Forest Landscape in Europe: Pattern, Fragmentation and Connectivity.
- European Environment Agency. 2016. European forest ecosystems - State and trends. Luxembourg.
- Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **34**: 487–515. Annual Reviews 4139 El Camino Way, P.O. Box 10139, Palo Alto, CA 94303-0139, USA.
- Flinn, K.M. & Vellend, M. 2005. Recovery of forest plant communities in post-agricultural landscapes. *Front. Ecol. Environ.* **3**: 243–250. Ecological Society of America.
- Forest Europe. 2015. *State of Europe's forests 2015*. Madrid.
- Fritz, Ö., Gustafsson, L. & Larsson, K. 2008. Does forest continuity matter in conservation? – A study of epiphytic lichens and bryophytes in beech forests of southern Sweden. *Biol. Conserv.* **141**: 655–668. Elsevier.

- Fuchs, R. 2015. A data-driven reconstruction of historic land cover/use change of Europe for the period 1900 to 2010. Wageningen University.
- Götmark, F., Von Proschwitz, T. & Franc, N. 2008. Original article: Are small sedentary species affected by habitat fragmentation? Local vs. landscape factors predicting species richness and composition of land molluscs in Swedish conservation forests. *J. Biogeogr.* **35**: 1062–1076. Blackwell Publishing Ltd.
- Hanski, I. 2000. Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Ann. Zool. Fennici* **37**: 271–280.
- Harris, L.D. 1984. The Fragmented Forest: Island Biogeography Theory and the Preservation of Biotic Diversity. University of Chicago Press, Chicago.
- Honnay, O., Bossuyt, B., Verheyen, K., Butaye, J., Jacquemyn, H. & Hermy, M. 2002a. Ecological perspectives for the restoration of plant communities in European temperate forests. *Biodivers. Conserv.* **11**: 213–242. Kluwer Academic Publishers.
- Honnay, O., Jacquemyn, H., Bossuyt, B. & Hermy, M. 2005. Forest fragmentation effects on patch occupancy and population viability of herbaceous plant species. *New Phytol.* **166**: 723–736. Blackwell Science Ltd.
- Honnay, O., Verheyen, K., Butaye, J., Jacquemyn, H., Bossuyt, B. & Hermy, M. 2002. Possible effects of habitat fragmentation and climate change on the range of forest plant species. *Ecol. Lett.* **5**: 525–530. Wiley/Blackwell.
- Humphrey, J.W. 2005. Benefits to biodiversity from developing old-growth conditions in British upland spruce plantations: a review and recommendations. *Forestry* **78**: 33–53. Oxford University Press.
- Jacquemyn, H., Butaye, J. & Hermy, M. 2003. Impacts of Restored Patch Density and Distance from Natural Forests on Colonization Success. *Restor. Ecol.* **11**: 417–423. Blackwell Science Inc.
- Janssen, P., Fuhr, M., Cateau, E., Nusillard, B. & Bouget, C. 2017. Forest continuity acts congruently with stand maturity in structuring the functional composition of saproxylic

- beetles. *Biol. Conserv.* **205**: 1–10. Elsevier.
- Keskkonnaagentuur. 2017a. Aastaraamat Mets 2016. Keskkonnaagentuur, Tallinn.
- Keskkonnaagentuur. 2017b. Eesti statistiline metsainventuur 2016.
- Kohv, K. 2009. Eesti metsade elurikkus – tänane olukord ning eesmärgid ja lahendused järgmiseks kümneks aastaks. Tartu.
- Kolb, A. & Diekmann, M. 2009. Effects of environment, habitat configuration and forest continuity on the distribution of forest plant species.
- Kolk, J., Naaf, T. & Wulf, M. 2017. Paying the colonization credit: converging plant species richness in ancient and post-agricultural forests in NE Germany over five decades. *Biodivers. Conserv.* **26**: 735–755. Springer Netherlands.
- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R.K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., *et al.* 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends Ecol. Evol.* **24**: 564–571. Elsevier Current Trends.
- Lõhmus, A. 2016. Eesti rangelt kaitstavate metsade tüpoloogiline analüüs.
- Marmor, L., Tõrra, T., Saag, L. & Randlane, T. 2011. Effects of forest continuity and tree age on epiphytic lichen biota in coniferous forests in Estonia. *Ecol. Indic.* **11**: 1270–1276. Elsevier.
- Meikar, T. 2015. Kui palju on Eestis metsa. Metsiku Eesti lood 1: KesKus'i ja RMK lugudesari Eesti metsadest ja nende majandamisest. Toivo Meikar teeb ekskursiooni meie metsamajandamise ajalukku. *Kultuuri K.* Tallinn.
- Naaf, T. & Kolk, J. 2015. Colonization credit of post-agricultural forest patches in NE Germany remains 130–230 years after reforestation. *Biol. Conserv.* **182**: 155–163. Elsevier.
- Nilsson, S.G., Hedin, J. & Niklasson, M. 2001. Biodiversity and its Assessment in Boreal and Nemoral Forests. *Scand. J. For. Res.* **16**: 10–26. Taylor & Francis Group.
- Nordén, B. & Appelqvist, T. 2001. Conceptual problems of Ecological Continuity and its bioindicators. *Biodivers. Conserv.* **10**: 779–791. Kluwer Academic Publishers.

- Nordén, B., Dahlberg, A., Brandrud, T.E., Fritz, Ö., Ejrnaes, R. & Ovaskainen, O. 2014. Effects of ecological continuity on species richness and composition in forests and woodlands: A review. *Écoscience* **21**: 34–45. Taylor & Francis.
- Paal, J. 1997. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon. Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus, Tallinn.
- Palo, A. 2010. Loodusdirektiivi metsaelupaikade inventeerimise juhend.
- Paltto, H., Nordén, B., Götmark, F. & Franc, N. 2006. At which spatial and temporal scales does landscape context affect local density of Red Data Book and Indicator species? *Biol. Conserv.* **133**: 442–454. Elsevier.
- Penttilä, R., Lindgren, M., Miettinen, O., Rita, H. & Hanski, I. 2006. Consequences of forest fragmentation for polyporous fungi at two spatial scales. *Oikos* **114**: 225–240. Wiley/Blackwell.
- Primack, R.B., Kuresoo, R. & Sammul, M. 2008. Sissejuhatus looduskaitsebioloogiasse. Eesti Loodusfoto, Tartu.
- Puumalainen, J., Kennedy, P. & Folving, S. 2003. Monitoring forest biodiversity: a European perspective with reference to temperate and boreal forest zone. *J. Environ. Manage.* **67**: 5–14. Academic Press.
- Pärtel, M. 2002. Local plant diversity patterns and evolutionary history at the regional scale. *Ecology* **83**: 2361–2366. Wiley/Blackwell.
- QGIS Development Team. 2016. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.
- R Development Core Team. 2018. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Randlane, T., Tullus, T., Saag, A., Lutter, R., Tullus, A., Helm, A., *et al.* 2017. Diversity of lichens and bryophytes in hybrid aspen plantations in Estonia depends on landscape structure. *Can. J. For. Res.* **47**: 1202–1214. NRC Research Press.
- Rendenieks, Z., Nikodemus, O. & Brūmelis, G. 2015. Dynamics in forest patterns during

- times of forest policy changes in Latvia. *Eur. J. For. Res.* **134**: 819–832. Springer Berlin Heidelberg.
- Ruete, A., Snäll, T., Jonsson, B.G. & Jönsson, M. 2017. Contrasting long-term effects of transient anthropogenic edges and forest fragment size on generalist and specialist deadwood-dwelling fungi. *J. Appl. Ecol.* **54**: 1142–1151. Wiley/Blackwell.
- Sverdrup-Thygeson, A. & Lindenmayer, D.. 2003. Ecological continuity and assumed indicator fungi in boreal forest: the importance of the landscape matrix. *For. Ecol. Manage.* **174**: 353–363. Elsevier.
- Vellend, M., Verheyen, K., Jacquemyn, H., Kolb, A., Van Calster, H., Peterken, G., *et al.* 2006. Extinction debt of forest plants persists for more than a century following habitat fragmentation. *Ecology* **87**: 542–548. Ecological Society of America.
- Wilcox, B.A. & Murphy, D.D. 1985. Conservation Strategy: The Effects of Fragmentation on Extinction. *Am. Nat.* **125**: 879–887.
- Wulf, M. 2004. Plant species richness of afforestations with different former use and habitat continuity. *For. Ecol. Manage.* **195**: 191–204. Elsevier.

Internetiallikad

Eesti Ornitoloogiaühing. 2017. Eesti metsadest on kadunud 60 000 linnupaari aastas. <https://www.eoy.ee/rasvatihane/uudised/eesti-metsadest-on-kadunud-60-000-linnupaari-aastas> (Kasutatud 25.03.18)

Eesti Punane Raamat. 2008. Eesti Teaduste Akadeemia Looduskaitse Komisjon. <http://elurikkus.ut.ee/prmt.php> (Kasutatud 15.05.2018)

Keskkonnaagentuur. 2018. Eesti metsad 2017. <http://www.keskkonnaagentuur.ee/et/uudised/eesti-metsad-2017> (Kasutatud 10.05)

Keskkonnaagentuur. 2017. Metsad.

<http://www.keskkonnaagentuur.ee/et/e-teenused/eesti-riikliku-bioloogilise-mitmekesisuse-teabevorgustiku-koduleht/okosusteenne-0> (Kasutatud 14.03.18)

Maa-amet. 2018. Avalik WMS teenus.

<https://geoportaal.maaamet.ee/est/Teenused/Avalik-WMS-teenus-p65.html> (Kasutatud 15.03.18)

Metsaseadus. 01.03.2016. Riigi Teataja.

<https://www.riigiteataja.ee/akt/106012016006> (Kasutatud 12.03.2018)

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Annabel Runnel,

(sünnikuupäev 23.07.1996)

annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose „Metsa maastikulise struktuuri ja järjepidevuse mõju elurikkusele“ mille juhendaja on Aveliina Helm,

reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni; üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.

olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, 23.05.2018